

**TARTU ÜLIKOOL**  
**LOODUS- JA TEHNOLOOGIATEADUSKOND**  
**ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT**  
**ZOOLOOGIA OSAKOND**  
**LOOMAÖKOLOOGIA ÕPPETOOL**

**Oliver Kalda**  
**NAHKHIIRTE MITMEKESISUS AVATUD**  
**PÕLLUMAJANDUSMAASTIKES**

Magistritöö

**Juhendajad: Jaan Liira (PhD)**  
**Riinu Rannap (PhD)**

**TARTU 2013**

## Sisukord

1 Sissejuhatus.....	3
1.1 Elurikkus põllumajandusmaastikus.....	3
1.2 Elustikumi mekeseisuse kasu põllumajandusele.....	4
1.3 Käsitiivalised kahjuritõrjes.....	4
1.4 Nahkhiirte ökoloogia.....	5
1.5 Kasutatud meetodikate mõju senistele tulemustele.....	7
2 Töö eesmärgid.....	9
3 Materjal ja meetodika.....	10
3.1 Uurimisalad.....	10
3.2 Ajastus.....	11
3.3 Nahkhiirte salvestamine ja salvestuste analüüs.....	11
3.4 Maastikuelementide struktuuri kirjeldamine.....	12
3.5 Maastikuanalüüs.....	13
3.6 Statistiline andmeanalüüs.....	13
4 Tulemused.....	14
4.1 Nahkhiirte vaatluste üldstatistika.....	14
4.2 Liikide arv ja lennuaktiivsus maastikuelementide juures.....	15
4.3 Lennuaktiivsust mõjutavad faktorid.....	17
4.4 Liigirikkust mõjutavad faktorid.....	18
4.5 Nahkhiirte lennuaktiivsus ja liigirikkus avalal ja objektide juures.....	18
5 Arutelu.....	20
Kokkuvõte.....	25
Summary.....	26
Tänuõnad.....	27
Kasutatud kirjandus.....	28

# 1 Sissejuhatus

## 1.1 Elurikkus põllumajandusmaastikus

Ajalooliselt on põllumajandusmaastikke iseloomustanud heterogeenne struktuur, kus põllumaa vaheldus poollooduslike kooslustega, mis olid ajas stabiilsed, muutused kooslustes toimusid aeglaselt ning nende mõju oli valdavalt lokaalne (Antrop 2005). See võimaldas aastasadade jooksul põllumajandusmaastikes välja kujuneda liigirikastel kooslustel (Krebs jt. 1999, Robinson jt. 2001). Viimastel kümnenditel on põllumajandusmaastikes toimunud bioloogilise mitmekesisuse ulatuslik vähenemine, seda nii taimede, selgrootute kui selgroogsete loomade seas (Krebs jt. 1999, Kleijn jt. 2001, Benton jt. 2003, Fahrig 2003, Firbank jt. 2008, Collinge 2009). Põllumajandusmaastiku liigirikkuse vähenemise põhjuseks peetakse põllumajandusliku maakasutuse intensiivistumise tagajärjel toimunud muutuseid maastiku struktuuris ning looduslike elupaikade hävinemist (Robinson ja Sutherland 2002, Benton jt. 2003, Collinge 2009). Põllumajandusrežiimi intensiivistumise tagajärjel on alates 20. sajandi teisest poolest toimunud põldude pindala suurendamine, monokultuuride kasvatamine suurtel maa-aladel ja põllumajandusega mitteseotud (mittetootlike) loodusobjektide hulga piiramine maastikus (Benton jt. 2003, Bianchi jt. 2006, Davison ja Galbraith 2006).

Kokkuvõtvalt väljendab see protsess maastiku struktuuri homogeniseerumist ning seda võib vaadelda erinevatel skaaladel. Maastiku skaala kirjeldab maastiku mitmekesisust suurema regiooni piires ning ületab tavapärase tootmisüksuste piire. Põllukompleksi skaala hõlmab üksikuid põlde ja nende vahel paiknevaid põllumajandusega mitteseotud loodusobjekte nagu näiteks alleed, hekid ja üksikud puud. Kolmanda skaala moodustab põllusisene mitmekesisus, mis väljendub eelkõige taimekoosluse sisestruktuuris ja põlluloomastiku mitmekesisuses (Benton jt. 2003).

Tõendeid maastiku heterogeensuse mõjudest liigirikkusele leidub kõigil kolmel tasemel. Näiteks on maastiku heterogeensus positiivselt seotud selgrootute ja lindude arvukuse ja mitmekesisusega (Jonsen ja Fahrig 1997, Weibull jt. 2000, Robinson jt. 2001). Samuti on teada, et hekid ja muud põllumajandusega mitteseotud loodusobjektid omavad positiivset mõju lidude, imetajate ja selgrootute liigirikkusele (Galbraith 1988, Sunderland ja Samu 2000, Weibull jt. 2000, Östman jt. 2001). Põllu taimekoosluste mitmekesisusel baseeruv lokaalne struktuur toetab lülialgsete arvukust ning liigirikkust (Benton jt. 2003, Holland jt.

2008, Báldi jt. 2013).

Üheks põllumajandusmaastiku struktuurse mitmekesisuse suurendamise võimaluseks on säilitada olemasolevaid puisjooi, näiteks hekke ja üksikuid vanu puid ning istutada uusi. Need maastikuobjektid on oma pindalalt väikesed, kuid väidetavalt on neil suur positiivne mõju elurikkusele (Gelling jt. 2007, Fischer jt. 2010). Taotletava tulemuse maksimaalseks saavutamiseks on aga tarvis teada kriitilisi faktoreid, mis on erinevate elustikurühmade jaoks olulised.

## **1.2 Elustikumitmekesisuse kasu põllumajandusele**

Liigirikkuse säilitamine põllumajandusmaastikus ei ole oluline ainult eetilistel või looduskaitselistel eesmärkidel, sest bioloogilise mitmekesisuse vähenemine võib mõjutada looduse poolt pakutavaid ökosüsteemi teenuseid, ehk bioloogilisel mitmekesisusel on otsene majanduslik väärtus (Weibull jt. 2003, Bianchi jt. 2006). Näiteks pakuvad suured puud varju kariloomadele ja aitavad ära hoida erosiooni. Üheks kõige otsesema majandusliku mõjuga ökosüsteemi teenuseks on looduslik kahjuritõrje, mis võimaldab saada suuremat saaki kasutamata pestitsiide ning seega vähendab kahjuritõrjele kuluvat raha ning toiduainetesse jõudvate taimekaitsemürkide hulka (Östman jt. 2003, Bianchi jt. 2006).

On näidatud, et loodusliku kahjuritõrje toimimine sõltub maastiku struktuuris põllu ümbruses, sest biotõrje tõhusus on seotud maastiku heterogeensuse ning kahjuritest toituvate elustikurühmade arvukuse ja mitmekesisusega (Benton jt. 2003, Bianchi jt. 2006). Bianchi ja kolleegid (2006) leidsid meta-analüüsi tulemusena, et 74% avaldatud uurimustest tõendavad maastiku heterogeensuse positiivset mõju kahjuritest toituvate röövputukate arvukusele. Nelikümmend viis protsenti töödest kinnitas, et kahjurite surve põllukultuuridele on heterogeenses maastikus nõrgem. Samuti suurendavad biotõrje tõhusust laiemad põlluservad (Holland jt. 2008).

## **1.3 Käsitiivalised kahjuritõrjes**

Rohkem kui kaks kolmandikku kõikidest käsitiivalistest on obligatoorsed või fakultatiivsed putuktoidulised ning seetõttu viidatakse neile tihti kui olulistele putukate arvukuse mõjutajatele (Kunz ja Fenton 2003, Jones jt. 2009). Nahkhiirte toitumisuuringud on näidanud, et nende menüüs esineb putukarühmasid, kes on kahjuriks erinevatele põllusaadustele (Dietz jt. 2009). Samuti on teada, et kahjurputukate osakaal nahkhiirte dieedis suureneb kahjurputukate arvukuse kasvades (Ya-Fu Lee jt. 2005, McCracken jt. 2012).

Nahkhiirte ohustatuse tõttu on suurem osa uurimustest keskendunud looduskaitsele aspektidele ning nende osa ökosüsteemiteenuste osutajatena on uurima hakatud alles hiljuti (Hutson jt. 2001, Kunz jt. 2011). Seetõttu on käsiitiivaliste rolli kahjurputukate arvukuse piirajana õnnestunud kvantitatiivselt tõestada alles suhteliselt hiljuti (Kalka jt. 2008, Williams-Guillén jt. 2008, Boehm jt. 2011). Williams-Guillén jt. (2008) ning Kalka jt. (2008) näitasid eksperimentaalselt, et nahkhiirtel on lüljalgsete arvukuse piiramisel troopilises istanduses ja metsas suurem roll kui lindudel. Nahkhiirte mõjul vähenes ka lehekahjustuste hulk rohkem kui lindude mõjul.

Euroopas on nahkhiirte rolli kahjuritõrjes uuritud vähem, kuid on näidatud, et nahkhiired ja linnud koos vähendavad putukakahjustusi lehtmetsades (Boehm jt. 2011). Charbonnier jt. (2013) uurisid nahkhiirte käitumist metsakahjuri männi-võrgenditutlane (*Thaumetopoea pityocampa*) parvede juures ja leidsid et nahkhiired kogunevad toituma aladele, kus asuvad kahjurputukate parved ning seega mõjutavad oluliselt selle kahjuri populatsioone. Eklöf, Svensson ja Rydell (2002) kirjeldasid, kuidas põhja-nahkhiired kogunevad kahjurputuka humala-eistekedrik (*Hepialus humuli*) parvlemiskohtadesse, et neist toituda, kuid ei uurinud nahkhiirte mõju nende arvukusele või putuka kahjustustele. Seega on teada, et ka parasvöötme nahkhiired koguneda kahjurputukate parvede juurde, kui nende roll kahjuritõrje populatsioonide ohjamisel vajab täpsustamist.

Nahkhiirte poolt pakutaval kahjuritõrje teenusel võib kokkuvõttes olla suur rahaline väärtus. Cleveland jt. (2006) hindasid nahkhiireliigi *Tadarida brasiliensis* poolt pakutava kahjuritõrje teenuse väärtust USA-s Texase osariigis asuvas põllumajanduspiirkonnas. Sõltuvalt kahjuritõrje arvukusest ulatus nahkhiirte biotõrje väärtus 30-426 US-dollarini hektari kohta. Cleveland jt. (2006) tulemusi üle terve Põhja-Ameerika ekstrapoleerides leidsid Boyles jt. (2011), et summaarne nahkhiirte biotõrje teenuse väärtus Ameerika Ühendriikides on 3,7-53 miljardit dollarit aastas.

## 1.4 Nahkhiirte ökoloogia

Käsiitiivalised (*Chiroptera*) on laia geograafilise levikuga ning liigirikas imetajate (*Mammalia*) selts, millesse kuulub üle 1100 liigi (Altringham 2011). Suur osa Euroopa nahkhiireliikidest on ökoloogiliselt paindlikud ning kasutavad elualadena mitmeid erinevaid biotoope, kuid enamuse puhul võib võtmeelupaikadeks lugeda veekogusid ja nende lähedal asuvaid puudega biotoope (Dietz jt. 2009). Suuri avatud (lagedaid) alasid, nagu põllumaa ja puudeta rohumaad, kasutavad nahkhiired vähe või lausa väldivad neid (Jong ja Ahlén 1991,

Walsh ja Harris 1996, Vaughan jt. 1997, Russ ja Montgomery 2002, Downs ja Racey 2006).

Lisaks metsarohketele aladele ja veekogudele leidub nahkhiiri arvestataval hulgal ka põllumajandusmaastikes. Kuna metsa on põllumajandusmaastikes vähe, on nahkhiirtele peamiseks sobilikeks toitumisaladeks mitmesugused lineaarsed maastikuobjektid nagu alleed, puuderivid ja hekid ning väikesed metsafragmendid (Limpens ja Kapteyn 1991, Walsh ja Harris 1996, Russ ja Montgomery 2002, Downs ja Racey 2006, Lesinski jt. 2007, Frey-Ehrenbold jt. 2013). Lineaarsete maastikuobjektide positiivse mõju seletamiseks on pakutud mitmeid hüpoteese. On leitud, et lineaarsed objektid pakuvad varju tuule eest ning nende servades leidub nahkhiirtele rohkem saagiks sobivaid putukaid (Verboom 1998, Downs ja Racey 2006, Fuentes-Montemayor jt. 2011). Mõned autorid on püstitanud, et ka metsad on nahkhiirtele olulised peamiselt serva olemasolu tõttu, kuhu kogunevad saakputukad (Downs ja Racey 2006).

Samas ei piisa nahkhiirte suurema lennuaktiivsuse seletamiseks puiselementide läheduses ainult suuremast putukate hulgast ja tuule varjust nende juures ning tõenäoline on ka lineaarsete elementide roll liikumisorientaatorina või varjupaigana röövlomade eest (Limpens ja Kapteyn 1991, Verboom ja Spoelstra 1999). Erinevat tüüpi puisobjektide kasutamisintensiivsus nahkhiirte poolt on erinev. Näiteks on nahkhiirte lennuaktiivsus hekkide juures madalam kui puurivide ja erinevat tüüpi metsaservade juures (Walsh ja Harris 1996, Russ ja Montgomery 2002).

Lineaarsete maastikuobjektide olulisus ja erinevat tüüpi elementide üldistatud roll nahkhiirte elupaigakomponendina on selge, kuid andmed üldistuste ja rakenduslike järelduste tegemiseks on ebapiisavad, sest maastikuelementide kasutusintensiivsust määravate faktorite täpsemad detailid ei ole teada. Üheks kitsaskohaks on paljudes uurimustes kasutatud lineaarsete objektide klassifikatsiooni liigne üldistatus ning seetõttu hõlmab üks klass olemuselt väga erinevaid objekte. Näiteks Walsh ja Harris (1996) ning Russ ja Montgomery (2002) arvestavad puuderivina vähemalt kolmest puust koosnevat üle 4 meetri kõrgust puude rühma, kuid samasse kategooriasse kuuluvad ka pikad kõrgetest puudest koosnevad alleed. Senini on vähe tähelepanu pööratud ka maastikuelementide taimestruktuurile, mis metsas mõjutab nii nahkhiirekoosluse liigilist koosseisu kui nahkhiirte suhtelist arvukust (Humes jt. 1999, Patriquin ja Barclay 2003) ning tõenäoliselt on sellel mõju ka lineaarsetes maastikuelementides.

Lineaarsete maastikuobjektide struktuuri mõju nahkhiirtele on siiani detailsemalt vaadeldud vähesed tööd (Boughey jt. 2011, Fuentes-Montemayor 2011). Tulemused näitasid,

et pügmee-nahkhiire (*Pipistrellus pygmaeus*) suhteline arvukus sõltub puude tihedusest hekis ning, et nahkhiired eelistavad suurema pindalaga ja sirgemaid lineaarseid maastikuobjekte. Lisaks leidsid Walsh ja Harris (1996), et puuderivid olid nahkhiirtele eelistatud elupaigaks, samas kui hekke välditi, kinnitades seega kaudselt Boughey jt. (2011) tulemusi.

Samas tuleb arvestada, et nahkhiired on mobiilsed loomad ning võivad ühe öö jooksul kasutada toitumiseks üksteisest mitme kilomeetri kaugusel asuvaid alasid (Davidson-Watts jt. 2006, Haupt ja Schmidt 2007). Seetõttu on nahkhiirte elualade sobivusel ja kasutamisel lisaks lokaalsetele elupaigatunnustele oluline osa ka ümbritseval maastikul ja objektide omavahelisel ühendatusel (Thornton jt. 2011, Kalda 2012, Frey-Ehrenbold jt. 2013). Maastike struktuuri ja maakatte analüüsi on põllumajandusmaastikus elavate nahkhiirte ökoloogia uurimisel vähe kasutatud. Vähestes sellel teemal tehtud uurimustes on leitud, et nahkhiirte lennuaktiivsus on negatiivselt seotud puisjoonte isoleeritusega ning positiivselt seotud metsa hulga ja puisjoonte serva pikkusega ümbritsevas maastikus (Boughey jt. 2011, Fuentes-Montemayor jt. 2011, Frey-Ehrenbold jt. 2013). Maastiku struktuur võib nahkhiirtele mõjuda ka toidubaasi kaudu, sest nahkhiirte saakputukate arvukus põllumajandusmaastikus sõltub põllumajandusrežiimist (Wickramasinghe jt. 2003).

## **1.5 Kasutatud metoodikate mõju senistele tulemustele**

Uurimismetoodika mõjutab suurel määral hinnanguid nahkhiirte elupaigakasutusele (Stahlschmidt ja Brühl 2012). Suures osas varasematest töödest on nahkhiirte lennuaktiivsuse hindamisel kasutatud joon- või punktloendust, mille puhul on iga maastikuelemendi juures viibitud aeg suhteliselt lühike (Walsh ja Harris 1996, Russ ja Montgomery 2002, Wickramasinghe jt. 2003). Kuna nahkhiirte aktiivsus ei ole öö läbi ühtlane, võib vaatluspunktis viibitud lühikese aja tõttu kergesti alahinnata nahkhiirte lennuaktiivsust ja liigirikkust madala lennuaktiivsusega lennupaikades (Stahlschmidt ja Brühl 2012).

Puudujäägiks seniste tööde puhul võib lugeda ka vähest mitmekesisust uuritud liikide osas ning uuringualade geograafilist lähedust. Peamiselt on põllumajandusmaastike nahkhiireuuringud läbi viidud Kesk-Euroopas ning eriti Suurbritannias, kus domineerivateks nahkhiireliikideks on kääbus-nahkhiir (*P. pipistrellus*) ja pügmee-nahkhiir. Mitmetes töödes on need liigid moodustanud üle poole registreeritud nahkhiirtest (kuni 71%) (Walsh ja Harris 1996; Downs ja Racey 2006; Frey-Ehrenbold jt. 2013; Boughey jt. 2011). Seega kajastavad tulemused peamiselt nende kahe liigi eelistusi. Põhja-Euroopas on need liigid aga haruldased ning siinse nahkhiirefauna paremaks kaitseks on vajalik uurida ka siinsete liikide eelistusi.

## 2 Töö eesmärgid

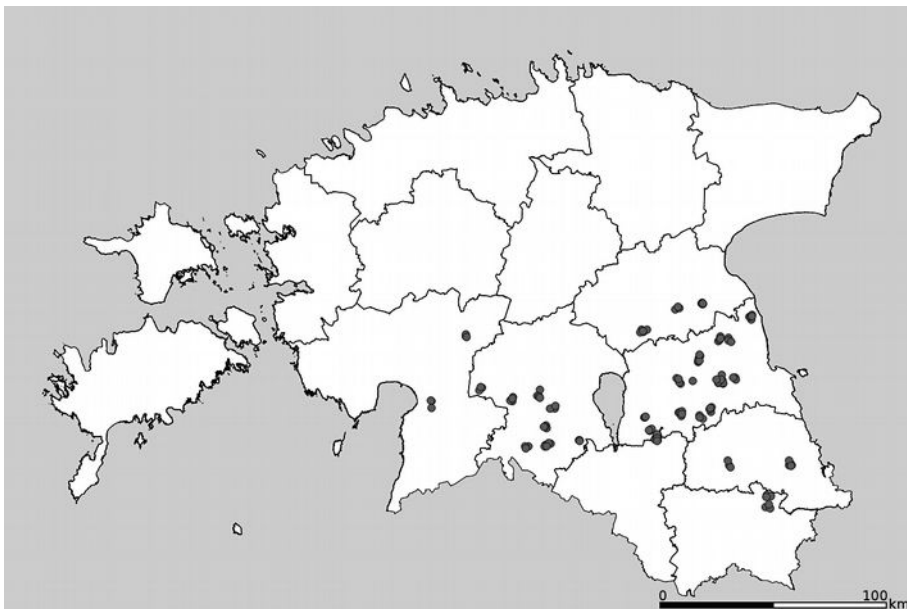
Suurem osa Eestis tehtud nahkhiireuuringuid on uurinud nahkhiirte liigirikkust parkides ning viimasel ajal on uuringuid läbi viidud ka metsades (Masing 2008a, b, Kalda 2012, Rennel 2012). Maailmas pööratakse üha enam tähelepanu ka põllumajandusmaastikus leiduvatele nahkhiirtele ja sellele, kuidas sealset maastikku nahkhiirtele sobivamaks muuta (Lumsden ja Bennett 2005, Stahlschmidt jt. 2012a, Frey-Ehrenbold jt. 2013). Eestis ja lähiümbruses niisugused uurimused aga puuduvad. Seetõttu seadsin eesmärgiks uurida nahkhiirte liigirikkust ja rohkust Eesti põllumajandusmaastikus leiduvate erinevate puiselementide juures. Uurimuse tulemusel soovin täiendada teadmisi maastiku ja erinevate puiselementide taimestiku struktuuri mõju kohta nahkhiirtele. Uurimistöö eesmärgiks on selgitada välja, kas nahkhiirte lennuaktiivsus ja liigirikkus erinevate struktuursete omadustega puiselementide juures on erinev. Puiselementideks põllumajandusmaastikes on puistu serv, alleed ja puude rivid ning üksikud puud. Praktiliste rakendustepanekute jaoks on vaja välja selgitada, millised maastikulised ja struktuursed faktorid on nahkhiirte liigirikkuse ja lennuaktiivsusega positiivselt seotud.



## 3 Materjal ja metoodika

### 3.1 Uurimisalad

Vaatluste baasühikuks oli põllumajandustegevusest mõjutatud uurimisala, maksimaalse diameetriga 3 km. Uurimisalade ulatus sõltus maastikuelementide paigutusest. Igal uurimisalal registreeriti nahkhiiri kolme tüüpi maastiku elementide juures, mida käsitletakse edaspidi uurimispunktina. Vaadeldud maastikuelementideks olid: 1) teistest puiselementidest isoleeritud (üksikud)puud või mõnepuulised puudegrupid (easpidi üksik puu); 2) erinevad lineaarsed puisobjektid nagu alleed (vähemalt kahest istutatud puude rivist koosnev puude rivi) või puisjooned (lineaarsed puisobjektid, mis ei olnud alleed); ning 3) eelnevatele lähim küpses vanusees heitlehiste puudega domineeritud mets või park (edaspidi puistu) (joonis 2). Uuritud pargid olid kõik lehtpuu enamusega vanad mõisapargid. Maastikuelementide valimisel jälgisin, et andmestikku terviklikult vaadeldes oleks kõigis kolmes maastikuelementide klassis ühtlaselt esindatud metsadest ja veekogudest erineval kaugusel paiknevad elemendid. Uuringualade ja –punktide valikul kasutasin Maa-amet kaardirakendusi (geoportaal.maaamet.ee) ja metsaregistri andmebaasi (register.metsad.ee). Kokku on valimis 30 uurimisala 121 uurimispunktiga (joonis 1).



Joonis 1: Uuringualade paiknemine Eestis.



Joonis 2: Uuringupunktide paiknemine Põlde uuringualal.

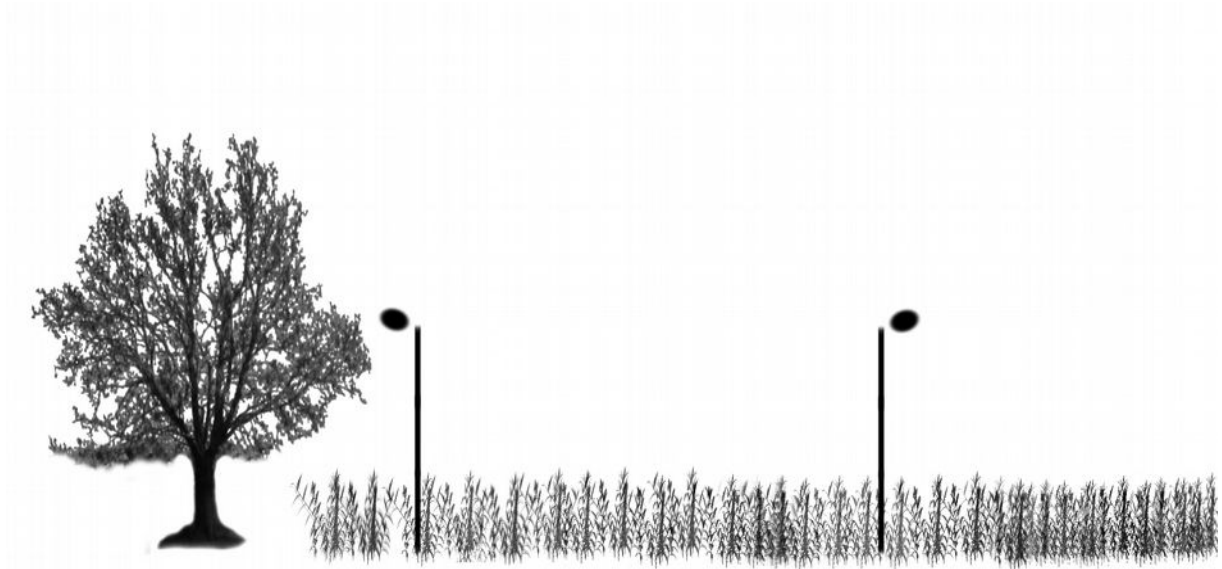
### 3.2 Ajastus

Välitööd andmete kogumiseks toimusid 2012. aasta suvel mai lõpust juuli keskpaigani, so perioodil kui nahkhiirte lennuaktiivsus on piirkondlikult stabiliseerunud, sest emasloomad on kogunenud poegimiskolooniatesse ja suhteliselt paiksed. Vaatlusperioodi lõpu määras juuli teisest poolest alates lennuvõimestuvad noorloomad, kelle lisandumine põhjustab nihkega hinnangu nahkhiirte arvukusele maastikus. Samal ajaperioodil aktiveeruvad ka ritsikad, kelle „siristamine“ ei võimalda koguda kvaliteetseid helisalvestusi.

Vaatlused toimusid 43 nahkhiirtele soodsate lennutingimustega ööl, mil õhutemperatuur oli üle 5°C ja ilm tuulevaikne ning sademeteta. Igas uuringupunktis viidi nahkhiirtevaatlus läbi ühel ööl.

### 3.3 Nahkhiirte salvestamine ja salvestuste analüüs

Nahkhiirte tuvastamiseks uurimispunktides kasutasin nahkhiirte automaatsalvestusseadmeid SM2BAT ja SM2BAT+ (Wildlife Acoustics), mis võimaldavad korraga kasutada kahte mikrofoni. Mikrofonid paigutati teineteisest 10 ja 50 m kaablite abil teineteisest u. 50 m kaugusele. Üks mikrofoniidest paigutati alati puiselemendi sisse (puistu või allee) või vahetusse lähendusse (puude joon ja üksik puu), teine mikrofoniidest puiselemendi kõrval olevale avaalale (joonis 3). Taimestiku helisummutava mõju vähendamiseks paigutati mikrofonid 3,5 m ridva külge nagu kirjanduses soovitatud (Fischer jt. 2009). Mikrofonid olid alati paigutatud seljakuti, tundlikud osad vastassuundadesse. Nahkhiirte salvestamine algas kell 22:30 ning lõppes kell 6 hommikul.



Joonis 3: Mikrofonide paiknemine üksikute puude ja puisjoonte juures.

Nahkhiirte kajalokatsiooni helide salvestamiseks kasutati kvantimissagedust 192 KHz, mis on piisav kõikide Eestis leiduvate nahkhiireliikide kajalokatsioonisignaalide salvestamiseks. Madalatel sagedustel olevate helide vältimiseks salvestustes kasutati kõrgpääsfiltrit, mis lubab salvestada vaid 16 KHz kõrgemaid helisagedusi sisaldavaid signaale. Välitööde hooajale eelnevalt katsetati, seadmeid erisuste suhtes mikrofonide tundlikkuses ning leiti, et olulisi erinevusi nende vahel ei ilmne.

Salvestuste analüüsimisel ja liikide määramisel kasutasin tarkvara Batsound 4.03 (Pettersson Elektronik AB). Kõik salvestused vaatasin läbi manuaalselt ning määrasin võimalusel liigini kasutades käsiraamatuid (Tupinier 1997, Skiba 2003, Masing 2008c, Russ 2012).

### 3.4 Maastikuelementide struktuuri kirjeldamine

Igas uurimispunktis kirjeldasin puu- ja põõsarinde struktuuri. Vaadeldud tunnusteks olid puude keskmine kõrgus, liigiline koosseis ja liikide ohtrus (hinnati skaalal 1 - üksikud, 2 - mõned, 3 - domineeriv), okstest moodustunud võlvi olemasolu ja selle kõrgus, põõsarinde (kõrgus vahemiks 1-4 m) lehestiku katvus % ja keskmine kõrgus, lehestikurinnete 4-10 m ja >10 m liituvus %, potentsiaalsete varjepaikade (õõnsused, lahtine koor jm), veekogude ja ajutiste märgade lohkude olemasolu läheduses, avatud ala tüüp (heinamaa, viljapõld jm.) ning fenoloogiline seisund. Puistu struktuuri kirjeldasin puistus või objekti vahetus läheduses oleva mikrofoni asukohast mõlemale poole u 30 m ulatuses.

### 3.5 Maastikuanalüüs

Uurimispunkti ümbritseva maastiku mõju analüüsimiseks kirjeldasin maastiku struktuuri 250, 500 ja 1000 m raadiusega ringikujulistes puhvrites iga uuringupunkti ümber. Mõõdetud maastiku tunnusteks olid kõrgpuistu ( $>10$  m) serva pikkus, metsa pindalaline-% ha<sup>-1</sup>, veekogude ja märgalade pindalaline-% ha<sup>-1</sup>, avamaa pindalaline-% ha<sup>-1</sup> ja hoonete arv. Lisaks hinnati esimese rinde puude arvukus hektari kohta, selleks digitaliseeriti ortofotolt kõik esimese rinde puud puistus 30 m ja avamaastikus olevate elementide juures 100 m puhvri sees. Maastikutunnuste arvutamiseks kasutasin Eesti Põhikaarti, millel täpsustasin ortofotode alusel metsapindala (uued raiesmikud) ja veekogude olemasolu. Kaarditöötlusel kasutasin programme MapInfo Professional ver 10.1 (Pitney Bowes) ja Quantum GIS 1.8.

### 3.6 Statistiline andmeanalüüs

Nahkhiirte lennuaktiivsusust ja liigirikkust mõjutavate ökoloogiliste tunnuste kompleksanalüüsiks kasutasin üldiseid lineaarseid mudeleid (GLM) tarkvarapaketi Statistica 8 (Stat-Soft Inc.). Kuna meetodi eelduseks on jääkide normaaljaotus tuli osade tunnuste puhul kasutada logaritm-teisendust. Avaalal ja objektide ümbruses vaadeldud nahkhiirte lennuaktiivsuse ning liigirikkuse võrdlemiseks kasutasin kordusmõõtmiste põhiseid GLM mudelit ning gruppide vaheliste erinevuste kontrollimiseks kasutasin Fisheri mitmest võrdlust.

## 4 Tulemused

### 4.1 Nahkhiirte vaatluste üldstatistika

Välitööde käigus salvestati 30 uurimisalalt kokku 29 301 faili nahkhiirte kajalokatsiooni helidega. Neist 87,4% puhul oli võimalik esinev nahkhiir määrata liigini, 12,1% puhul jäi määrang perekonna ning 0,5% puhul sugukonna (Nahkhiirlane - *Vespertilionidae*) tasemele. Salvestiste analüüsimisel kogunes andmetabelisse 31 489 liigikirjet üheteistkümne nahkhiireliigiga. Tõmmu- ja habelendlast käsitleti ühise liigirühmana, ning seega on võimalik, et uuringualadel leidsid kõik Eestis leitud kaksteist nahkhiireliiki.

Kõige sagedasemad liigid uuringualadel olid põhja-nahkhiir (*Eptesicus nilssonii*) ja pargi-nahkhiir (*Pipistrellus nathusii*), kes esinesid vastavalt 30 ning 25 uuringualal (Tabel 1). Laia levikuga olid ka 21 uuringualal esinenud pruun-suurkõrv (*Plecotus auritus*), suurvidevlane (*Nyctalus noctula*), liigikompleks tõmmu/habelendlane (*Myotis brandtii/mystacinus*) ning 19 uuringualal leidunud veelendlane (*Myotis daubentonii*). Perekonda lendlane kuuluvate nahkhiirte salvestisi, mille määrang jäi perekonna tasemele leidsid 29 uuringualal. Seetõttu on vee- ja tõmmu/habelendlane vaadeldud maastikus tõenäoliselt pruun-suurkõrvast ja suurvidevlasest sagedamini kohatavad liigid.

Kõige suurema osa heliregistreeringutest moodustas terve uuringu lõikes põhja-nahkhiir, kes moodustas 67,3% liigikirjetest. Arvukuselt järgnesid pargi-nahkhiir ja suurvidevlane (*Nyctalus noctula*), kes moodustasid vastavalt 8,7 ja 4,8% registreeringutest. Ülejäänud liikide osakaal oli väiksem kui 2% (Tabel 1). Lisaks sagedastele liikidele tasub esile tuua Eestis väga haruldase nattereri lendlase (*Myotis nattererii*) ja pügmee-nahkhiire (*Pipistrellus pygmaeus*) üksikleide. Nattereri lendlane leiti Eestile uult leiualalt Tartumaal Varal. Pügmee-nahkhiir leiti uult leiualalt Tartumaal Alajõel ning kohati taas varasemalt teada olnud leiualal Tartumaal Alatskivil.

Tabel 1: Uuringualadel registreeritud nahkhiireliigid, nende osakaal liigikirjetes ja leidumine uuringualadel.

<b>Liik</b>	<b>Eestikeelne liiginimi</b>	<b>Uuringualade arv kus liik esines</b>	<b>Heli-registreerin-gute arv</b>	<b>Osakaal helisalvestiste üldarvust</b>
<i>Eptesicus nilssonii</i>	põhja-nahkhiir	30	21198	67,3
<i>Pipistrellus nathusii</i>	pargi-nahkhiir	25	2730	8,7
<i>Nyctalus noctula</i>	suurvidevlane	21	1512	4,8
<i>Myotis brandtii/mystacinus</i>	tõmmu/habelendlane	21	550	1,7
<i>Myotis daubentonii</i>	veelendlane	19	544	1,7
<i>Vespertilio murinus</i>	hõbe-nahkhiir	9	519	1,6
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	kääbus-nahkhiir	9	264	0,8
<i>Plecotus auritus</i>	pruun-suurkõrv	21	168	0,5
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	pügmee-nahkhiir	2	14	< 0,1
<i>Myotis nattererii</i>	nattereri lendlane	1	9	< 0,1
<i>Myotis dasycneme</i>	tiigilendlane	2	4	< 0,1
<i>Myotis sp.</i>	lendlane	29	3776	12
<i>Pipistrellus sp.</i>		17	35	0,1
<i>Vespertilionidae</i>	nahkhiirlane	5	156	0,5

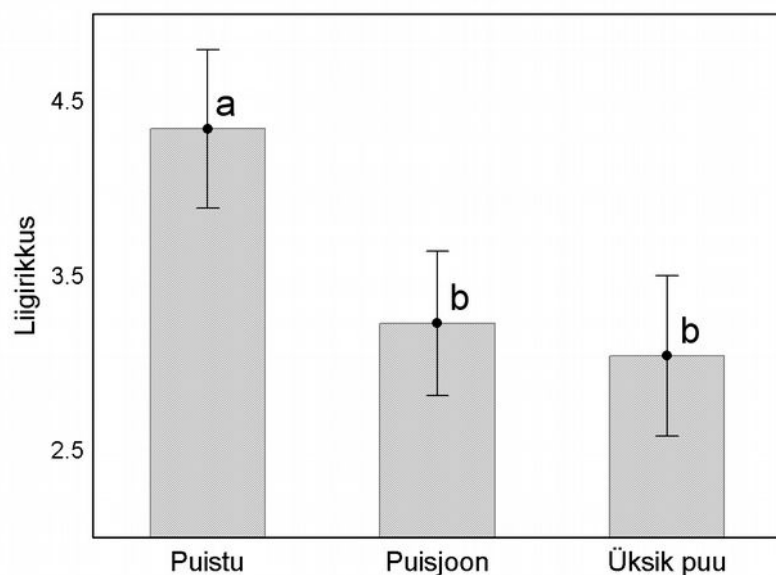
## 4.2 Liikide arv ja lennuaktiivsus maastikuelementide juures

Erinevate maastikuelementide juures registreeritud liikude summaarne arv ei varieerunud olulisel määral. Puistutes ja lineaarsete maastikuelementide juures registreeriti kokku kümme ning üksikute puude läheduses kaheksa nahkhiireliiki. Puistutes olid kõige suurema esinemissagedusega liikideks põhja-nahkhiir, pargi-nahkhiir ja tõmmu/habelendlane, kes esinesid vastavalt 81,6, 79 ja 55,3% uuringupunktidest. Lineaarsete maastikuobjektide grupis olid kõige suurema esinemissagedusega põhja-nahkhiir (95,6% uuringupunktidest), pargi-nahkhiir (60,9%) ja suurvidevlane (47,9%). Üksikute puude kohati kõige sagedamini põhja-nahkhiirt (97,3%), pargi-nahkhiirt (46%), ja suurvidevlast (43,2%).

Tabel 2: Erinevate maastikuelementide juures registreeritud nahkhiireliigid.

Eestikeelne liiginimi	Puistu	Koridor	Üksik puu
põhja-nahkhiir	38	44	36
pargi-nahkhiir	30	28	17
pruun-suurkõrv	18	14	12
suurvidevlane	18	22	16
tõmmu/habelendlane	21	13	9
veelendlane	18	11	5
hõbe-nahkhiir	6	4	6
kääbus-nahkhiir	6	5	4
pügmee-nahkhiir	2	1	
tiigilendlane	21		
nattereri lendlane		1	
<b>Elemente kokku</b>	<b>38</b>	<b>46</b>	<b>37</b>

Keskmine liigirikkus uuringupunktides erines statistiliselt oluliselt maastikuelementide vahel (GLM:  $F_{2;117}=9,5$ ;  $p=0,0001$ ). Mitmene võrdlus gruppide vahel Fisher-i testi põhjal näitas, et puistutes oli keskmiselt suurem liigirikkus  $4,3 \pm 0,45$  (keskmine  $\pm$  standardhälve) liiki kui koridorides või üksikute puude juures, samas kui koridoride ja üksikute puude vahel liigirikkuses erinevust ei olnud, vastavalt  $3,3 \pm 0,41$  ja  $3 \pm 0,46$  liik (Joonis 4).

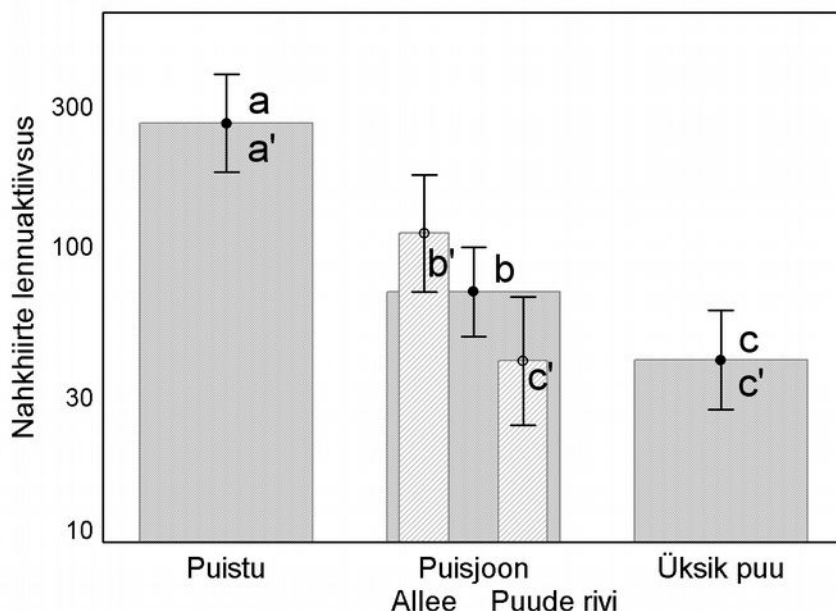


Joonis 4: Keskmine nahkhiirte liigirikkus erinevat tüüpi uuringuobjektide juures  $\pm$  standardhälve.

Nahkhiirte lennuaktiivsus erines kõigi kolme klassi vahel (GLM:  $F_{2;117}=24,2$ ;  $p<0,0001$ ). Kõige suurem oli lennuaktiivsus parkides ja metsades, kus registreeriti keskmiselt  $264 \pm 84$



möödalendu ühe öö kohta, möödalendude arvult järgmised olid lineaarsed maastikuobjektid, kus registreeriti keskmiselt  $70 \pm 20$  möödalendu öö kohta ning üksikpuud keskmiselt  $41 \pm 12$  möödalennuga. Statistiliselt oluline erinevus möödalendude arvus esines ka lineaarsete objektide klassi sees (GLM:  $F_{1;116}=20,0$ ;  $p<0,0001$ ), alleedel registreeriti keskmiselt  $111 \pm 40$  ning muude puurivide juures  $40 \pm 15$  möödalendu öö kohta (Joonis 5).



Joonis 5: Keskmine nahkhiirte lennuaktiivsus erinevat tüüpi maastikuobjektide juures  $\pm$  standardhälve. a-b-c näitavad Fisheri mitmese võrdluse tulemusi puistu, puisjoone ja üksiku puu vahel; a'-b'-c' illustreerivad Fisheri mitmese võrdluse tulemusi puistu, allee, puude rivi ja üksiku puu vahel.

### 4.3 Lennuaktiivsust mõjutavad faktorid

Nahkhiirte lennuaktiivsust mõjutasid nii ümbritsev maastik kui maastikuelemendi struktuur (korregeeritud  $R^2=0,50$ ). Maastiku struktuuri tunnustest oli kõige tugevama mõjuga esimese rinde puude arv  $ha^{-1}$ , kirjeldades 14% varieeruvusest (Tabel 3). Positiivne mõju oli ka veekogude ja märgalade protsendil 1000 m puhvris, kirjeldades 9,2%. Summaaselt võrreldava osa varieeruvusest kirjeldas ka puiselemendi struktuur 27,2%. Positiivse mõjuga faktoriteks olid teise rinde (4-10 m) lehestiku katvus (7,4%) ning keskmine puude kõrgus (5,6%). Negatiivselt mõjutas lennuaktiivsust põõsarinde lehestiku (1-4 m) katvus % (5%). Lisaks oli lennuaktiivsus positiivselt seotud nahkhiirte liigirikkusega uuringualal (18%).



Tabel 3: Nahkhiirte lennuaktiivsust mõjutavad tegurid. Lühendid tabeli päises: Va - vabadusastmed, F - Fisheri statistik, p - statistiline olulisustõenäosus,  $\eta^2$  - teguri osa-determinatsioonikordaja (%).

Mudeli tegur	Va	F	p	$\eta^2$
Mudeli vabaliige	1	0,35	0,554	0,3
Piirkondlik nahkhiirte liigirikkus	1	25,01	<0,0001	18,0
Esimese rinde puude arv ha <sup>-1</sup> lähiumbruses (log)	1	18,56	<0,0001	14,0
Vee ja märgalade % 1000 m puhvris (log)	1	11,60	0,0009	9,2
Keskmine puude kõrgus	1	6,86	0,01	5,6
Põõsarinde lehestiku katvus % (1-4 m)	1	5,99	0,016	5,0
Teise rinde lehestiku katvus % (4-10 m)	1	9,09	0,003	7,4
Viga	114			

#### 4.4 Liigirikkust mõjutavad faktorid

Nahkhiirte liigirikkust uurimispunktis mõjutasid ainult maastikulised faktorid (korrigeeritud  $R^2=0,49$ ) ning ükski objekti struktuuri kirjeldavatest tunnustest mudelis statistiliselt oluliseks ei osutunud (Tabel 4). Kõige suurema positiivse mõjuga oli piirkondlik liigirikkus, mis seletas 32% variatsioonist. Sellele järgnesid esimese rinde puude arv ha<sup>-1</sup> objekti lähiumbruses (8,8%), vee ja märgalade protsent 1000 m puhvris. Negatiivselt mõjutas liigirikkust uurimispunktis avaala % 1000 m puhvris (3,5%).

Tabel 4: Nahkhiirte liigirikkust mõjutavad tegurid. Lühendid tabeli päises: Va - vabadusastmed, F - Fisheri statistik, p - statistiline olulisustõenäosus,  $\eta^2$  - teguri osa-determinatsioonikordaja (%).

Mudeli tegur	Va	F	p	$\eta^2$
Mudeli vabaliige	1	1,9	0,167	1,6
Piirkondlik nahkhiirte liigirikkus	1	54,6	<0,0001	32,0
Esimese rinde puude arv ha <sup>-1</sup> lähiumbruses (log)	1	11,1	0,001	8,8
Vee ja märgalade % 1000 m puhvris (log)	1	9,0	0,003	7,2
Avaala % 1000 m puhvris	1	4,2	0,043	3,5
Viga	116			

#### 4.5 Nahkhiirte lennuaktiivsus ja liigirikkus avaalal ja objektide juures

Nahkhiirte lennuaktiivsuse võrdlemine puisjoonte ja üksikute puude juures ning ümbritseval avaalal näitas, et mitmesugused puisobjektid on põllumajandusmaastikus nahkhiirtele atraktiivsemad, kui avaalad. Seda tõendab avaalast 2-3 korda suurem nahkhiirte

lennuaktiivsus objektide vahetus läheduses. Näiteks, registreeriti lineaarsete maastikuelementide juures keskmiselt 48 ja ümbritseval avalal 15 möödalendu öö kohta (kordumõõtmiste GLM:  $F_{1;45}=27,4$ ,  $p<0,0001$ ). Nahkhiirte lennuaktiivsus üksikute puude vahetus läheduses oli keskmiselt 22 ning avalal 15 (kordumõõtmiste GLM:  $F_{1;36}$ ,  $p=0,030$ ).

Nahkhiirte liigirikkus objekti vahetus läheduses ja avalal statistiliselt oluliselt ei erinenud vaid oli määratud piirkondliku liigirikkusega. Lineaarsete maastikuobjektide juures registreeriti keskmiselt 2,9 ja avatud alal 2,1 nahkhiireliiki (Kordumõõtmiste GLM:  $F_{1;44}=0,261$ ,  $p=0,612$ ). Üksikute puude juures registreeriti keskmiselt 2,8 ning avalal 2,2 nahkhiireliiki (Kordumõõtmiste GLM:  $F_{1;35}=0,068$ ,  $p=0,795$ ).

## 5 Arutelu

Eestis teada olevast kaheteistkümnest nahkhiireliigist registreeriti uuringu käigus üksteist. Tõmmu- ja habelendlast uuringus ei eristatud ning seetõttu on võimalik, et registreeriti kõik Eesti faunas esindatud nahkhiireliigid. Kohatud liikidest esinesid kõikides biotoopides nii Eestis tavalised põhja-nahkhiir, pargi-nahkhiir, pruun-suurkõrv ja veelendlane kui ka mitmed paiguti levinud või haruldased liigid nagu suurvidevlane, tõmmu/habelendlane, hõbe-nahkhiir ja kääbus-nahkhiir. Ülejäänud kolm nahkhiireliiki - tiigilendlane ning Eestis väga haruldased nattereri lendlane ja pügmee-nahkhiir, esinesid vaid osades biotoopides, kuid nende väga madala esinemissageduse tõttu ei saa nende esinemise kohta erinevate puisobjektide juures kindlaid järeldusi teha. Eestis esinevate nahkhiireliikide üldise ökoloogia põhjal võis eeldada, et üksikute puude juures registreeritakse sageli avaalade kohal toituvad ning ka isoleeritud puisobjekte kasutavad liigid nagu suurvidevlane, põhja- ning hõbe-nahkhiir ja perekonda *Pipistrellus* kuuluvad liigid (Rydell 1992, Downs ja Racey 2006, Dietz jt. 2009, Boughey jt. 2011, Frey-Ehrenbold jt. 2013). Huvitava aspektina selgus aga, e maastikuliselt isoleeritud puid põllumajandusmaastikus kasutavad sageli ka veelendlane, tõmmu/habelendlane ja pruun-suurkõrv, keda peetakse avaalasid ja isoleeritud maastikuobjekte vähe kasutavateks liikideks (Ekman ja Jong 1996, Downs ja Racey 2006, Frey-Ehrenbold jt. 2013). Samas leidsid Lesinski jt. (2007), et Poola väikestes isoleeritud metsatukkades (suurus 3-7 ha) on pruun-suurkõrv tavaline liik.

Suur kohatud nahkhiireliikide arv puistutes ja puude rivide juures näitab nende olulisust nahkhiirte elualadena ning see on kinnitust leidnud ka paljudes varasemates töödes (Walsh ja Harris 1996, Russ ja Montgomery 2002, Wickramasinghe jt. 2003, Kalda 2012). Uudseid tulemusi andis aga keskmise liigirikkuse võrdlemine erinevate uuringuobjektide klasside vahel. Keskmise liigirikkus oli teistest puiselementidest kõrgem vaid puistutes, samas kui puisjoonte (alleed ja üherealised puurivid) ja üksikute puude vahel liigirikkus ei erinenud. Erinevuse põhjuste selgitamiseks tuleks vaadelda liikide elupaigaeelistusi. Näiteks mitmed liigid eelistavad elupaigana metsasid, mistõttu võivad nad vältida väikeseid puiselemente (de Jong 1995, Dietz jt. 2009). Suurvidevlase ja põhja-nahkhiire lähisugulase hilis-nahkhiire (*Eptesicus serotinus*) puhul näidatud, et nende esinemissagedus maastikus ei ole seotud lineaarsete maastikuobjektidega (Boughey jt. 2011, Hillen ja Veith 2013). Seega võib nende kohtamine üksikute puude ja puurivide juures olla juhuslik või tingitud nende elementide ühendatusest või lähedusest puistutega. Keskmist liigirikkust mõjutab tugevalt piirkondlik

liigirikkus. See näitab, et liikide olemasolul suuremas piirkonnas kasutavad nad joon- ja üksikobjekte. Autorile teadaolevalt ei ole varasemad uurimused piirkondlikku liigiriklust analüüsi kaasanud.

Lisaks liigirikkusele uurisin ka nahkhiirte lennuaktiivsust, mida võib käsitleda kui elupaiga kasutusintensiivsust. Samas Stahlschmidt jt. (2012a) näitasid, et kõrgem lennuaktiivsus on seotud ka suurema nahkhiirte arvukusega. Erinevalt liigirikkusest osutus nahkhiirte keskmine lennuaktiivsus erinevaks kõikide puiselementide tüüpide vahel ning oluline erinevus lennuaktiivsuses ilmnes ka lineaarsete maastikuobjektide klassi sees. Seega ei ole alleed, puisjooned ja üksikud puud nahkhiirtele võrdse tähtsusega elupaigad (Walsh ja Harris 1996, Russ ja Montgomery 2002, Russ jt. 2003).

Uurimusest selgus, et nahkhiirte liigirikkus ja lennuaktiivsus maastikus käituvad mõnevõrra erinevalt. Kirjanduses leidub nii analoogsete tulemustega kui vastupidiste järeldustega uurimusi. Näiteks, Lumsden ja Bennett (2005) uurisid nahkhiirte lennurikkust ja liigiriklust erineva tihedusega puistutes Austraalia karjamaadel. Nad leidsid, et nahkhiirte liigirikkus erineva tihedusega puistute vahel ei erine, kuid lennuaktiivsus on tihedamates puistutes suurem. Samas leidsid Fischer jt. (2010), et nii nahkhiirte lennuaktiivsus kui liigirikkus jõuavad platoole juba 5 puust koosnevate maastikuobjektide juures. Tulemuste vasturääkivuse seletamisel võivad olla olulised puiselementide ning ümbritseva maastiku struktuur.

Lennuaktiivsust mõjutavate faktorite detailsem analüüs näitas, et seda mõjutavad nii maastikufaktorid, taimestiku struktuur kui piirkondlik liigirikkus. Neist suurima mõjuga oli piirkondlik liigirikkus. Liigirikkuse mõju lennuaktiivsusele on näidanud ka mitmed varasemad tööd (Bondarenko 2009, Frey-Ehrenbold jt. 2013). Piirkondlik liigirikkus iseloomustab tõenäoliselt selles töös käsitletust laiema piirkonna sobivust nahkhiirtele. Kuna paljude nahkhiireliikide peamised nõuded elualadele on sarnased, siis teatud tegurite olemasolul kasvab nii liikide kui isendite arv (Kuntz ja Fenton 2003, Dietz jt. 2009). Samuti näitab suurem liikide arv suurema hulga nahkhiirte suvekoolooniate leidumist alal, mis tähendab ka suuremat nahkhiirte arvukust.

Lennuaktiivsust mõjutavatest maastiku tunnustest oli kõige suurema mõjuga esimese rinde puude arv  $ha^{-1}$ , mis langes suhteliselt hästi kokku puiselementide klassifikatsiooniga. Puude arvu positiivne seos nahkhiirte lennuaktiivsusega on otseselt või kaudselt kinnitust leidnud ka eelnevates töödes. Frey-Ehrenbold jt. (2013) leidsid, et nahkhiirte lennuaktiivsus on positiivses seoses maastikuobjekti pindalaga. Objekti pindala on tõenäoliselt korreleeritud

puude arvuga ning Frey-Ehrenbold jt. (2013) tulemused ühtivad seega Boughey jt. (2011) tulemustega mis näitasid, et põllumajandusmaastikes paiknevate hekkide juures on pügmee-nahkhiire lennuaktiivsus seotud puude tihedusega hekkides. Puude arvu ja nahkhiirte hulga vaheline seos on kinnitust leidnud ka linnakeskkonnas (Hale jt. 2012).

Maastikulises skaalas oli oluline mõju nahkhiirte lennuaktiivsusele veekogude osakaalul uuringuobjekti ümbruses. Veekogud on nahkhiirtele olulised nii joogivee saamise kohana kui sealse putukate rohkuse tõttu (Kunz ja Fenton 2003). Veekogude olulisust nahkhiiretele on kinnitanud arvukad tööd (Walsh ja Harris 1996, Russ ja Montgomery 2002, Bondarenco 2009, Flaquer jt. 2009). Stahlschmidt jt. (2012a) näitasid, et ka tehislikud veekogud põllumajandusmaastikus võivad nahkhiirtele olla soodsad toitumisalad ning sealne putukate arvukus on ümbritsevast ligi kolm korda suurem.

Töös leidis kinnitust ka puiselemendi struktuuri mõju nahkhiirte lennuaktiivsusele elupaigas, mis seletas 18% varieeruvusest. Seni on suurem osa taimestiku struktuuri mõju uurivatest töödest tehtud metsades (Humes jt. 1999, Patriquin ja Barclay 2003, Adams 2012) ning struktuurne varieerumine nendes töödes on seotud peamiselt metsade vanuse ja alustaimestikuga ning otseseid seoseid lineaarsete maastikuobjektidega on seega raske tõmmata. Üldiselt on leitud, et nahkhiired on arvukamad ja kooslused liigirikkamad vanades ning keskealistes harvendatud metsades, kuid tihedama alustaimestikuga majandamata metsades võib nahkhiirtele potentsiaalsete saakputukate hulk olla suurem (Grindal 1996, Burford jt. 1999). Tiheda alustaimestikuga metsades võivad toiduressursi kasutamist nahkhiirte poolt piirata kitsad lennutingimused, milles paljud liigid ei suuda saaki püüda (Dietz jt. 2009). Puurivide ja üksikute puude puhul alustaimestiku tihedus saagi kättesaadavust nahkhiirtele aga ei mõjuta. Ning seetõttu võiks eeldada, et lineaarsete maastikuobjektide puhul mõjutavad alustaimestiku tihedusega seotud tunnused nahkhiirtele positiivselt. Tulemused kinnitasidki seda osaliselt, sest nahkhiirte lennuaktiivsus oli positiivselt seotud teise rinde lehestiku katvusega.

Avamaal paiknevate puisobjektide lokaalse mõju kontrollimiseks nahkhiirtele võrdlesin nahkhiirte lennuaktiivsust ja liigirikkust objektide juures ning u 50 m eemal avaalal. Selgus, et nahkhiirte lennuaktiivsus oli suurem igat tüüpi objektide juures, kuid liigirikkus avaalal ja objekti juures ei erinenud. Sarnast mustrit on kinnitanud mitmed uurimused (Downs ja Racey 2006, Lentini jt. 2012, Frey-Ehrenbold jt. 2013). Suurem lennuaktiivsus erinevate objektide juures võib olla tingitud sealsest, suuremast putukate hulgast, varjust tuule või röövloomade eest või nende rollist orientiirina (Limpens ja Kapteyn 1991, Verboom 1998, Kunz ja Fenton 2003, Downs ja Racey 2006). Minu töös kasutusel olnud meetoodika putukate arvukust

võrrelda ei võimaldanud, kuid mitmed varasemad tööd on näidanud, et putukate hulk puurivide lähedal on suurem (Verboom ja Spoelstra 1999, Downs ja Racey 2006, Fuentes-Montemayor 2011). Lumsden ja Bennett (2005) näitasid, et putukate arvukus on suurem ka üksikute puude ümber. Eeldades, et nahkhiirte lennuaktiivsus on suurem nii üksikute puude kui puude rivide ümber samal põhjusel, on kõige tõenäolisem põhjus putukate suurem hulk nende juures. Erinevalt puuderivist ei paku üksikud puud olulist varju tuule ega röövloomade eest. Välistada ei saa ka üksikute puude rolli orientiiridena avatud maastiku ületamisel, kuid sel juhul ei tohiks lennuaktiivsuses objekti ja avaala vahel esineda erinevust.

Minu uuritud hemiboreaalse võõndi nahkhiirekooslus on oluliselt erinev teistest samalaadsetest uurimustest nemoraalsest Euroopas ning lisab seega olulist teavet nahkhiirte elupaigaeelistuste kohta. Siiani on valdav enamus töödest läbi viidud Inglismaal ning Kesk-Euroopas, kus nahkhiirefaunat iseloomustab kahe nahkhiireliigi – kääbus-nahkhiire ja pügme-nahkhiire domineerimine. Seetõttu on paljudes töödes rohkem kui pooled (kuni >70%) registreeritud nahkhiirtest kuulunud neisse liikidesse (Walsh ja Harris 1996, Vaughan jt. 1997, Russ ja Montgomery 2002, Russ jt. 2003, Downs ja Racey 2006, Fuentes-Montemayor jt. 2011, Frey-Ehrenbold jt. 2013). Minu töös moodustas >67% kohatud nahkhiirtest põhja-nahkhiir, kes on levinuimaks liigiks mitmel pool Põhja-Euroopas (Dietz jt. 2009). Hoolimata uuritud koosluse liigilise koosseisu erinevusest olid tulemused kooskõlas seniste tulemustega. Seega võib puid ja veekogusid pidada universaalseteks elupaigakomponentideks, mille maastikku lisandumisel elupaiga kvaliteet nahkhiirtele kasvab.

Kokkuvõtvalt võib väita, et käesoleva uurimustöö tulemused rõhutavad, et mitmesuguse suurusega struktuursed maastikuelemendid on põllumajandusmaastikus nahkhiirte poolt oluliselt rohkem kasutuses kui struktuursete elementideta avaala. Nahkhiirte lennuaktiivsus üksikute puude ümber oli suurem kui ümbritseval avatud alal, seega võib väita, et juba ühe puu lisandumine muidu lagedasse maastikku toob nahkhiirtele kasu. Siiski suurematel puurividel nahkhiirte elupaiga kujundamisel paremad.

Puisjooni istutades tuleks eelistada kahest puurivist koosnevaid puisjooni (st allee tüüpi), sest nahkhiirte lennuaktiivsus nende juures on suurem kui üksikute puude või isegi ühepoolsete puurivide juures. Lisaks oli positiivne mõju puude kõrgusel ja lehestiku katvusel 4-10 meetrini. See viitab vanade alleede püsivuse olulisusele, sest niisugused omadused esinevad ainult vanade puude puhul. Seega tuleb nahkhiirtelel soodsate tingimuste loomiseks olemasolevaid puujooni säilitada ning õigeaegselt noorte puudega täiendada, et tagada nende

järjepidevus. Lisaks tuleks puiselementide hooldamisel ja kujundamisel arvestada puude kõrguse ja alumiste rinnete lehestiku katvusel positiivset mõju nahkhiirte aktiivsusele, ehk siis nii alleede kui üksikute puude hooldamisel ei tohiks puude aluseid põõsastest ja alumistest okseks puhtaks raiuda, mida tihtipeale tehakse heakorra ja visuaalse ilu eesmärgi. Pigem tuleks säilitada või istutada vähemalt grupiti ka põõsaid ja säilitada liiklemist vähem segavaid allakaardunud oksid. Puiselementide kujundamise kõrval tuleks parendada ka maastikuplaneerimist. Tuleks soodustada veekogude korrastamist ja poolavatud märgalade (heinamaade) säilimist.

## Kokkuvõte

Ajalooliselt on põllumajandusmaastikke iseloomustanud heterogeenne maastik, kus põllumaad vahelduvad poollooduslike kooslustega. Viimase poole sajandi jooksul on põllumajanduse intensiivistumise tagajärjel toimunud aga maastiku struktuuri homogeniseerumine, mis on viinud sealse elurikkuse vähenemiseni. Muude mõjude seas on põllumajanduse intensiivistumise tagajärjel vähenenud maastikust erinevate puiselementide hulk mis on lisaks teistele elustikurühmadele olulised elupaigad nahkhiirtele. Käesoleva töö eesmärkideks oli: 1) uurida nahkhiirte liigirikkust ja rohkust põllumajandusmaastikus leiduvate erineva suurusega puiselementide juures; 2) uurida maastiku ja puiselementide struktuuri mõju nahkhiirte liigirikkusele ja lennuaktiivsusele. Uuritud elementideks olid puistud, puurivid ja üksikud puud.

Uuringu käigus vaadeldi nahkhiirte lennuaktiivust ja liigirikkust erinevat tüüpi puiselementide juures. Iga puiselemendi juures kirjeldati selle kõrgus, liigiline koosseis, erinevate rinnete katvusparameetrid, potentsiaalsete varjepaikade olemasolu ja elementide lähiümbrus. Kaardianalüüsi kasutades kirjeldati iga objekti ümbritseva maastiku struktuur 250, 500 ja 1000 m raadiuses.

Andmeanalüüs näitas, et nahkhiirte liigirikkus on kõige suurem puistutes, kuid puurivide ja üksikute puude vahel see ei erine. Nahkhiirte lennuaktiivsus oli erinev kõikide puiselementide klasside vahel. Kõige suurem oli lennuaktiivsus puistutes, seejärel puurivide ja üksikute puude juures. Nahkhiirte lennuaktiivsust uuringupunktides mõjutasid nii maastiku ja taimestiku struktuur ning piirkondlik liigirikkus. Liigirikkus oli aga mõjutatud ainult maastikust ja piirkondlikust liigirikkusest. Maastikufaktoritest mõjutasid nahkhiirte liigirikkust ja lennuaktiivsust positiivselt puude arv puiselemendi läheduses ning veekogude ja märgalade osakaal ümbritsevas maastikus. Puiselemendi struktuuri näitajatest mõjusid lennuaktiivsusele positiivselt teise rinde lehestiku katvus ning puude kõrgus.



## Summary

Historically agricultural landscapes have been structurally heterogeneous and arable lands have alternated with semi-natural habitats. However over the last half of the century agricultural intensification has caused the homogenization of landscapes which has led to decline of biodiversity. Among other impacts the agricultural intensification has caused a decline of the area of different woody elements that are important for many groups of animals, including bats. The aim of my study was: 1) to estimate whether bat species richness and flight activity differentiates between woody landscape element types; 2) to reveal, which landscape and woody habitat structural properties drive species richness and flight activity. Studied woody elements included deciduous woodlands, treelines and isolated trees.

The structure of woody elements was described using the height of the element, tree species composition, coverage of shrub layer (height 1-4 m), coverage of second foliage layer (4-10 m), the presence of potential bat roosts (tree hollows, loose bark etc.) etc. The surrounding landscape was characterized by the percentage of open land, forests and water bodies, length of woodland edge and number of buildings in 250, 500 and 1000 m radius around studied element, and number of trees per ha within the element.

The results of analyzes revealed that bat species richness was significantly higher only in woodlands than around treelines and single trees. Bat flight activity differed significantly between all three object types, as it was the highest in woodlands and decreased towards single trees. Bat richness and activity were most dominantly dictated by regional bat species pool. Bat species richness was additionally driven only by landscape structure. Both species richness and flight activity were positively related to number of trees in surrounding landscape and the percentage of wetlands and water body area in the 1000 m radius scale. Tree height and cover of second vegetation layer were both positively related to bat flight activity.

## **Tänu sõnad**

Täna heade nõuannete ja igakülgse toetuse eest Juhendajat Jaan Liirat. Samuti täna abi eest välitööde läbiviimisel Rauno Kaldat ja Taavi Paali.

## Kasutatud kirjandus

- Adams, M. 2012. Vertical stratification of insectivorous bats (Microchiroptera) in harvested forests: assessing the role of structural clutter in shaping patterns of flight activity. - Univ. Wollongong Thesis Collect. trükis.
- Altringham, J. D. 2011. Bats: from evolution to conservation. - Oxford University Press.
- Antrop, M. 2005. Why landscapes of the past are important for the future. - Landsc. Urban Plan. 70: 21–34.
- Báldi, A. jt. 2013. Effects of grazing and biogeographic regions on grassland biodiversity in Hungary – analysing assemblages of 1200 species. - Agric. Ecosyst. Environ. 166: 28–34.
- Benton, T. G. jt. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? - Trends Ecol. Evol. 18: 182–188.
- Bianchi, F. J. J. A. jt. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. - Proc. R. Soc. B Biol. Sci. 273: 1715–1727.
- Boehm, S. M. jt. 2011. Top-Down Control of Herbivory by Birds and Bats in the Canopy of Temperate Broad-Leaved Oaks (*Quercus robur*). - PLoS One 6: e17857.
- Bondarenko, A. 2009. Seasonal variations in distribution patterns and movements of bats in relation to habitat characteristics.
- Boughey, K. L. jt. 2011. Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. 1790–1798.
- Burford, L. S. jt. 1999. Occurrence of moths among habitats in a mixed mesophytic forest: Implications for management of forest bats. - For. Sci. 45: 323–332.
- Charbonnier, Y. jt. 2013. Numerical and functional responses of foraging forest bats to a key pine defoliator. - Bats Anthr.
- Collinge, S. K. 2009. Ecology of Fragmented Landscapes. - JHU Press.
- Davidson-Watts, I. jt. 2006. Differential habitat selection by *Pipistrellus pipistrellus* and *Pipistrellus pygmaeus* identifies distinct conservation needs for cryptic species of echolocating bats. - Biol. Conserv. 133: 118–127.
- Davison, R. ja Galbraith, C. A. 2006. Farming, Forestry and the Natural Heritage: Towards a More Integrated Future. - The Stationery Office.
- De Jong, J. 1995. Habitat use and species richness of bats in a patchy landscape. - Acta Theriol. (Warsz.) 40: 237–248.
- Dietz, C. jt. 2009. Bats of Britain, Europe and Northwest Africa. - A & C Black.

- Downs, N. C. ja Racey, P. A. 2006. The use by bats of habitat features in mixed farmland in Scotland. 169–185.
- Eklöf, J. jt. 2002. Northern bats, *Eptesicus nilssonii*, use vision but not flutter-detection when searching for prey in clutter. - *Oikos* 99: 347–351.
- Ekman, M. ja Jong, J. 1996. Local patterns of distribution and resource utilization of four bat species (*Myotis brandti*, *Eptesicus nilssonii*, *Plecotus auritus* and *Pipistrellus pipistrellus*) in patchy and continuous environments. - *J. Zool.* 238: 571–580.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. - *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 487–515.
- Firbank, L. G. jt. 2008. Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. - *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 363: 777–787.
- Fischer, J. jt. 2009. Designing Effective Habitat Studies: Quantifying Multiple Sources of Variability in Bat Activity. 127–137.
- Fischer, J. jt. 2010. The disproportionate value of scattered trees. - *Biol. Conserv.* 143: 1564–1567.
- Flaquer, C. jt. 2009. Habitat Selection in Nathusius' Pipistrelle (*Pipistrellus nathusii*): The Importance of Wetlands. - *Acta Chiropterologica* 11: 149–155.
- Frey-Ehrenbold, A. jt. 2013. Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. - *J. Appl. Ecol.* 50: 252–261.
- Fuentes-Montemayor, E. 2011. The value of agri-environment schemes and farm woodland for bats and nocturnal insects.
- Fuentes-Montemayor, E. jt. 2011. Pipistrelle bats and their prey do not benefit from four widely applied agri-environment management prescriptions. - *Biol. Conserv.* 144: 2233–2246.
- Galbraith, H. 1988. Effects of Agriculture on the Breeding Ecology of Lapwings *Vanellus vanellus*. - *J. Appl. Ecol.* 25: 487–503.
- Gelling, M. jt. 2007. Are hedgerows the route to increased farmland small mammal density? Use of hedgerows in British pastoral habitats. 1019–1032.
- Grindal, S. D. 1996. Habitat use by bats in fragmented forests. - Barclay, R. M. R. ja Brigham, R. M. (toim), *Proceedings of a Bats and Forests Symposium*. Ministry of Forests, plk 260–272.
- Hale, J. D. jt. 2012. Habitat Composition and Connectivity Predicts Bat Presence and Activity at Foraging Sites in a Large UK Conurbation. - *Plos One* 7: e33300.
- Haupt, M. ja Schmidt, S. 2007. Small scale activity patterns of *Eptesicus nilssonii* – an indication of habitat preference or interspecific processes. - *Acta Chiropterologica* 9: 503–516.

- Hillen, J. ja Veith, M. 2013. Resource partitioning in three syntopic forest-dwelling European bat species (Chiroptera: Vespertilionidae). - *Mamm. Int. J. Syst. Biol. Ecol. Mamm.* 77: 71–80.
- Holland, J. M. jt. 2008. The effectiveness of field margin enhancement for cereal aphid control by different natural enemy guilds. - *Biol. Control* 47: 71–76.
- Humes, M. L. jt. 1999. Bat activity in thinned, unthinned, and old-growth forests in western Oregon. - *J. Wildl. Manag.* 63: 553–561.
- Hutson, A. M. jt. 2001. Microchiropteran bats: global status survey and conservation action plan. - World Conservation Union.
- Jones, G. jt. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. - *Endanger. Species Res.* 8: 93–115.
- Jong, J. ja Ahlén, I. 1991. Factors affecting the distribution pattern of bats in Uppland, central Sweden. - *Holarct. Ecol.* 14: 92–96.
- Jonsen, I. D. ja Fahrig, L. 1997. Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. - *Landsc. Ecol.* 12: 185–197.
- Kalda, R. 2012. Puistutega seotud nahkhiirte toitumisaktiivsust ja liigirikkust mõjutavad faktorid põllumajandus-metsa mosaiikmaastikes.
- Kalka, M. B. jt. 2008. Bats Limit Arthropods and Herbivory in a Tropical Forest. - *Science* 320: 71–71.
- Kleijn, D. jt. 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. - *Nature* 413: 723–725.
- Krebs, J. R. jt. 1999. The second Silent Spring? - *Nature* 400: 611–612.
- Kunz, T. H. ja Fenton, M. B. 2003. *Bat Ecology*. - University of Chicago Press.
- Kunz, T. H. jt. 2011. Ecosystem services provided by bats. - *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1223: 1–38.
- Lentini, P. E. jt. 2012. Bats in a Farming Landscape Benefit from Linear Remnants and Unimproved Pastures. - *Plos One* 7: e48201.
- Lesinski, G. jt. 2007. Bats on forest islands of different size in an agricultural landscape. - *Folia Zool.* 56: 153–161.
- Limpens, H. J. G. A. ja Kapteyn, K. 1991. Bats, their behaviour and linear landscape elements. - *Myotis* 29: 39–48.
- Lumsden, L. F. ja Bennett, A. F. 2005. Scattered trees in rural landscapes: foraging habitat for insectivorous bats in south-eastern Australia. - *Biol. Conserv.* 122: 205–222.
- Masing, M. 2008a. Parkide inventuur nahkhiirte seisukohast ja tiigilendlaste suvekoolooniate inventuur 2008. a. trükis.

- Masing, M. 2008b. Nahkhiirte inventuur parkides jm 2008. aasta suvel.
- Masing, M. 2008c. Nahkhiirte määraja. - Keskkonnaamet.
- McCracken, G. F. jt. 2012. Bats Track and Exploit Changes in Insect Pest Populations. - PLoS One trükis.
- Östman, Ö. ( 1 jt. 2001. Landscape complexity and farming practice influence the condition of polyphagous carabid beetles. - Ecol. Appl. 11: 480–488.
- Östman, Ö. jt. 2003. Yield increase attributable to aphid predation by ground-living polyphagous natural enemies in spring barley in Sweden. - Ecol. Econ. 45: 149–158.
- Patriquin, K. J. ja Barclay, R. M. R. 2003. Foraging by bats in cleared, thinned and unharvested boreal forest. - J. Appl. Ecol. 40: 646–657.
- Rennel, L. 2012. Alutaguse lendoravaelupaikade käsitiivalised.
- Robinson, R. A. ja Sutherland, W. J. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. - J. Appl. Ecol. 39: 157–176.
- Robinson, R. A. jt. 2001. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. - J. Appl. Ecol. 38: 1059–1069.
- Russ, J. 2012. British bat calls: a guide to species identification. - Pelagic Pub.
- Russ, J. M. ja Montgomery, W. . 2002. Habitat associations of bats in Northern Ireland: implications for conservation. - Biol. Conserv.: 49–58.
- Russ, J. M. jt. 2003. Seasonal patterns in activity and habitat use by bats ( *Pipistrellus* spp. and *Nyctalus leisleri*) in Northern Ireland, determined using a driven transect. - J. Zool. 259: 289–299.
- Rydell, J. 1992. Exploitation of Insects around Streetlamps by Bats in Sweden. 744–750.
- Skiba, R. 2003. Europäische Fledermäuse : Kennzeichen, Echoortung und Detektoranwendung. - Westarp.
- Stahlschmidt, P. ja Brühl, C. A. 2012. Bats as bioindicators – the need of a standardized method for acoustic bat activity surveys. - Methods Ecol. Evol.: 503–508.
- Stahlschmidt, P. jt. 2012a. Constructed wetlands support bats in agricultural landscapes. - Basic Appl. Ecol. 13: 196–203.
- Stahlschmidt, P. jt. 2012b. Constructed wetlands support bats in agricultural landscapes. - Basic Appl. Ecol. 13: 196–203.
- Sunderland, K. ja Samu, F. 2000. Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. - Entomol. Exp. Appl. 95: 1–13.
- Thornton, D. H. jt. 2011. The influence of landscape, patch, and within-patch factors on

- species presence and abundance: a review of focal patch studies. - *Landsc. Ecol.* 26: 7–18.
- Tupinier, Y. 1997. European Bats: Their World of Sound. - Société Linnéenne de Lyon.
- Vaughan, N. jt. 1997. Habitat Use by Bats (Chiroptera) Assessed by Means of a Broad-Band Acoustic Method. - *J. Appl. Ecol.*: 716–730.
- Verboom, B. 1998. The use of edge habitats by commuting and foraging bats. *trükis*.
- Verboom, B. ja Spoelstra, K. 1999. Effects of food abundance and wind on the use of tree lines by an insectivorous bat, *Pipistrellus pipistrellus*. - *Can. J. Zool.* 77: 1393–1401.
- Walsh, A. L. ja Harris, S. 1996. Foraging Habitat Preferences of Vespertilionid Bats in Britain. - *J. Appl. Ecol.*: 508–518.
- Weibull, A.-C. jt. 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. - *Ecography* 23: 743–750.
- Weibull, A.-C. jt. 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. - *Biodivers. Conserv.* 12: 1335–1355.
- Wickramasinghe, L. P. jt. 2003. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. - *J. Appl. Ecol.* 40: 984–993.
- Williams-Guillén, K. jt. 2008. Bats Limit Insects in a Neotropical Agroforestry System. - *Science* 320: 70–70.
- Ya-Fu Lee jt. 2005. Dietary Variation of Brazilian Free-Tailed Bats Links to Migratory Populations of Pest Insects. - *J. Mammal.* 86: 67–76.

**Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina \_\_\_\_\_ Oliver Kalda \_\_\_\_\_  
(*autori nimi*)

(sünnikuupäev: \_\_\_\_\_ 7. mai 1987 \_\_\_\_\_)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose  
NAHKHIIRTE MITMEKESISUS AVATUD PÕLLUMAJANDUSMAASTIKES,

(*lõputöö pealkiri*)

mille juhendajad on \_\_\_\_\_ Jaan Liira ja Riinu Rannap \_\_\_\_\_,

(*juhendaja nimi*)

- 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
- 1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.